Zeitschrift: Tätigkeitsbericht der Naturforschenden Gesellschaft Baselland

Herausgeber: Naturforschende Gesellschaft Baselland

Band: 18 (1948-1949)

Artikel: Die Oberflächengewässer, Grundwasservorkommen und Abwässer des untern Birstales

Autor: Schmassmann, Hansjörg / Schmassmann, Walter / Wylemann, Ernst

Kapitel: D: Methodik und allgemeine Gesichtspunkte bei den Gewässer- und Abwasseruntersuchungen

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-676754

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 16.12.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

wasseranfall zeigen. Wir müssen uns deshalb an unsere eigenen Untersuchungen in der Siedlung Wasserhäuser (Kapitel C 3 c/d) halten und folgendes Verhältnis annehmen:

Trinkwasserverbrauch zu Abwasseranfall = 100 : 80

Für die Projektierung der Sammelkanäle und der Reinigungsanlagen haben wir demnach im unteren Birstal bei einem mittleren täglichen Trinkwasserverbrauch von 500 l pro Einwohner und Tag mit einem Abwasseranfall von 400 l pro Einwohner und Tag zu rechnen, wobei die Abwasser der grossen Industrien mit übernormalem Wasserverbrauch und eigener Wasserversorgung nicht berücksichtigt sind. Je nach der Beurteilung mag die Annahme von 400 l Abwasser pro Einwohner und Tag etwas hoch erscheinen. Berücksichtigt man indessen, dass die zu erstellenden Anlagen über ein Jahrhundert in ihren wesentlichen Teilen genügen sollten, rechtfertigt es sich, eher eine zu hohe als eine zu geringe Abwassermenge in Rechnung zu setzen.

D. Methodik und allgemeine Gesichtspunkte bei den Gewässer- und Abwasseruntersuchungen

1. Gelöste mineralische Stoffe

a) Bestimmungsmethoden

Die Bestimmung der Hydrokarbonate wurde als alkalimetrische Titration des Wassers gegen Methylorange ausgeführt (TILLMANS 1932, S. 135, H. SCHMASSMANN 1948). Bei gegen Phenolphthalein alkalisch reagierenden Wässern wurde auch die Alkalität gegen Phenolphtalein bestimmt und die Ergebnisse entsprechend den erhaltenen Resultaten ausgewertet.

Bis 1946 erfolgte die Bestimmung der Sulfate nach der Kaliumpalmitat-Methode (Deutsches Einheitsverfahren D 5), später nach einer eigenen komplexometrischen Methode, deren Ergebnisse mit der Kaliumpalmitat-Methode in Einklang stehen (H. SCHMASSMANN 1948).

Das Chlor-Ion wurde nach der MOHRschen Methode quantitativ bestimmt (TILLMANS 1932, S. 37).

Die kolorimetrische Bestimmung der Nitrite erfolgte bis 1947 mit der Indol-Methode nach BUJWID, später wurde dagegen hiezu die Alpha-naphthylamin-Reaktion unter Anwendung der Kolorimeter-Scheibe von HELLIGE (USA.) benutzt.

Die Nitrate wurden mit Diphenylamin-Schwefelsäure nach dem Verfahren von TILLMANS und SUTTHOFF (TILLMANS 1932, S. 34) bestimmt.

Als Methode der Phosphat-Bestimmung diente die im Deutschen Einheitsverfahren (D 11) beschriebene.

Ammonium-Ion und freies Ammoniak bestimmten wir kolorimetrisch mit NESSLERS Reagens, wobei ab 1948 die Kolorimeter-Scheibe von HELLIGE (USA.) Verwendung fand.

Anfänglich wurde zur Bestimmung der Gesamthärte die BLACHERsche Kaliumpalmitat-Methode angewandt (TILLMANS 1932, S. 134). Später führten wir eine

verbesserte Methode mit Komplexon III SIEGFRIED ein, welche mit der Palmitatmethode übereinstimmende Ergebnisse liefert (H. SCHMASSMANN 1948).

Bei den Wässern, deren Gesamthärte nach BLACHER bestimmt wurden, ermittelten wir die Konzentration der Magnesium-Ionen mit Hilfe der Methode von FROBOESE (TILLMANS 1932, S. 137). Nach Einführung der Kompexon-Methode zur Gesamthärtebstimmung wurde an Stelle des Magnesium-Ions das Calcium-Ion nach einer verbesserten komplexometrischen Methode (H. SCHMASSMANN 1948) bestimmt. Als Differenz von der Gesamthärte wurde im einen Fall das Calcium-, im anderen Fall das Magnesium-Ion rechnerisch ermittelt. Beide Methoden liefern übereinstimmende Resultate (H. SCHMASSMANN 1948c).

Die Eisen-Bestimmung erfolgte als Gesamteisen nach dem Deutschen Einheitsverfahren (E 1, einfaches Verfahren Nr. 2).

Auf Mangan wurde qualitativ nach der Vorschrift des Deutschen Einheitsverfahrens (E 2) geprüft.

Zur Ermittlung der gesamten in einem Wasser gelösten und suspendierten Stoffe bedient man sich der Bestimmung des Abdampfungsrückstandes. Dabei wird das Gewicht des durch Eindampfen und Trocknen bei 105° C erhaltenen Rückstandes bestimmt. Der Abdampfrückstand entspricht jedoch nicht genau der Menge der im Wasser vorhandenen Stoffe. Selbst bei einem Wasser, das keine suspendierten und nur sehr geringe Mengen an organischen Stoffen enthält, kann der Abdampfrückstand nur als ungefähres Mass der im Wasser gelösten Salze gelten. Die möglichen Umsetzungen können nach TILLMANS (1932, S. 25) so ins Gewicht fallen, dass eine Kontrolle der einzelnen Bestimmungen durch den Abdampfrückstand ausgeschlossen ist. Noch viel unsicherer ist die Bestimmung des weiter unten zu besprechenden Glühverlustes. Die Prüfung unserer Untersuchungsergebnisse hat die TILLMANNschen Feststellungen bestätigt. Die Menge der im Wasser vorhandenen Salze ist besser durch die Gesamt-Ionenkonzentration und die Menge der organischen Substanz durch den Biochemischen Sauerstoffbedarf und den Kaliumpermanganatverbrauch gekennzeichnet.

b) Angabe der Analysenresultate (Masseinheiten)

Für die Angabe der Konzentration gelöster mineralischer Stoffe sind drei verschiedene Masse üblich. Bei den Hydrokarbonat-, Calcium- und Magnesium-Ionen erfolgte die Angabe bisher meistens in französischen oder deutschen Härtegraden. Ein französischer Härtegrad entspricht 10 Milligrammen Calciumkarbonat in 1 Liter Wasser, ein deutscher Härtegrad dagegen 10 Milligrammen Calciumoxyd in 1 Liter Wasser. Dabei wird die Summe der Hydrokarbonat- und Karbonat-Ionen-Konzentration in Graden Karbonathärte, die Summe der Calcium- und Magnesium-Ionen-Konzentration in Graden Gesamthärte und die Differenz zwischen Gesamt- und Karbonathärte in Graden bleibender Härte ausgedrückt.

Bei den übrigen gelösten mineralischen Stoffen oder Ionen ist die Angabe in Milligrammen pro Liter gebräuchlich.

Vom Gesichtspunkt der modernen Anschauungen über die gegenseitigen Wirkungs- und Gleichgewichtsverhältnisse der im Wasser gelösten Stoffe befriedigt weder die Angabe in Härtegraden noch diejenige in Milligrammen pro Liter (mg/l). Ein sinnvoller Vergleich der in einem Wasser gelösten Stoffe ist nur unter Anwendung einer chemischen Masseinheit möglich. Diese ist für die dissoziierten Stoffe das Val. Man versteht unter Val die Zahl der Grammäquivalente eines Ions, Radikals oder Salzes in 1 Liter Wasser, unter Millival (mval) ein Tausendstel eines Vals.

Wenn die wichtigsten Anionen (Hydrokarbonat, Chlorid, Nitrat) und unter den wichtigsten Kationen Calcium und Magnesium bestimmt sind, so kann man die Konzentration des Wassers an Alkalien (Natrium und Kalium) ungefähr berechnen. Die Summe der Anionen in Millival kann nämlich der Summe der Kationen in Millival

gleichgesetzt werden. Wenn ausser Calcium, Magnesium und Alkalien keine anderen Kationen in wesentlichen Mengen vorhanden sind, so lässt sich als Differenz zwischen der Summe der Anionen (in mval) und der Summe von Calcium und Magnesium (Gesamthärte in mval) die Konzentration der Alkalien Natrium und Kalium ermitteln. Als Gesamtionenkonzentration wird die Summe der Konzentration der Anionen und der Konzentration der Kationen bezeichnet; sie ergibt sich also aus der Verdoppelung der Anionen-Konzentration (in mval).

Bei der Ausführung von Stoffanfall-Berechnungen hat neben der Angabe in einer chemischen Masseinheit natürlich auch die Angabe in einer physikalischen Masseinheit (z. B. mg/l) ihre Berechtigung.

In den der vorliegenden Schrift beigegebenen Tabellen haben wir uns nun im allgemeinen darauf beschränkt, die Analysenresultate nur in einer Masseinheit anzugeben. Mit Rücksicht auf die wichtigsten Auswertungen wurde dabei für Hydrokarbonate, Sulfate, Calcium und Magnesium die Angabe in mval, bei den übrigen Ionen dagegen diejenige in mg/l gewählt.

Die Konzentration eines Ions in mval erhält man, indem man die in mg/l angegebene Konzentration durch das Äquivalentgewicht dividiert. Umgekehrt wird die Konzentration in mg/l aus der mval-Angabe durch Multiplikation mit dem Äquivalentgewicht erhalten. Schliesslich kann man die französischen Härtegrade durch Multiplikation der in mval angegebenen Konzentration mit der Zahl 5 berechnen.

Um dem Leser die Umrechnung zu erleichtern, geben wir hier die Äquivalentgewichte der wichtigsten Ionen wieder:

Hydrokarbonat-Ion	HCO_3'	61	Natrium-Ion	$Na^{\cdot}$	23
Sulfat-Ion	SO_4''	48	Calcium-Ion	$Ca^{\cdot\cdot}$	20,1
Chlor-Ion	Cl'	35,5	Magnesium-Ion	$Mg^{\cdot\cdot}$	12,2
Nitrit-Ion	NO_2'	46	Eisen (II)-Ion	$Fe^{\cdot\cdot}$	27,9
Nitrat-Ion	NO_3'	62	Ammonium-Ion	$NH_4^{\cdot}$	18
Phosphat-Ion	PO_4'''	31,7			

Beim Phosphat-Ion ist noch zu erwähnen, dass die Angabe als PO_4''' erfolgt, während in einem natürlichen Wasser das Phosphat in der Regel als HPO_4'' vorhanden sein dürfte. Da 1 mg/l $PO_4''' = 1{,}01$ mg/l HPO_4'', ist die Differenz jedoch bei Angabe in mg/l unwesentlich.

Was Ammonium-Ion, Nitrit-Ion und Nitrat-Ion betrifft, so ist es zur Ermittlung des gesamten anorganischen Stickstoffs wichtig, die Umrechnungsfaktoren auf Ammoniak-Stickstoff, Nitrit-Stickstoff bzw. Nitrat-Stickstoff zu kennen. Diese lauten: 1 mg/l $NH_4^{\cdot} = 0{,}777$ mg/l N; 1 mg/l $NO_2' = 0{,}304$ mg/l N; 1 mg/l $NO_3' = 0{,}226$ mg/l N.

c) Weitere Erläuterungen zu den Analysentabellen

Diese Erläuterungen gelten nicht nur für die Werte der gelösten mineralischen Stoffe, sondern für alle in den Analysen-Tabellen enthaltenen experimentell bestimmten oder berechneten Werte.

Die zahlenmässige Angabe erfolgte in der Regel nur so genau, dass in der letzten Stelle gerade noch eine gewisse Unsicherheit liegt. Die mval- und pH-Werte wurden auf $^1/_{20}$ genau, die Härtegrade auf $^1/_4$ genau angegeben.

Die Zahl 0 (null) bedeutet, dass der betreffende Stoff nicht vorhanden ist, das Zeichen ∅ dagegen, dass es mit den angewandten Methoden nicht nachgewiesen werden konnte.

War der betreffende Stoff in Spuren vorhanden, aber mit den angewandten Methoden nicht quantitativ bestimmbar, so wird dies auf den Analysentabellen durch das Zeichen «Sp.» angegeben. Auf Grund der rein subjektiven Wahrnehmung wurde

noch besonders angegeben, wenn der betreffende Stoff nur in sehr geringen Spuren vorhanden war. In diesem Falle haben wir ein «H.» (= Hauch) gesetzt.

Faktoren, die nicht bestimmt bzw. berechnet wurden, sind in den Analysentabellen durch das Zeichen «–» angegeben.

2. Gelöste Gase und Wasserstoff-Ionenkonzentration

a) Bestimmungsmethoden

Die freie Kohlensäure wurde nach TILLMANS und HEUBLEIN (TILLMANS 1932, S. 74, H. SCHMASSMANN 1948) bestimmt und in den Analysentabellen in mg/l angegeben. Ein Millival entspricht 22 mg/l.

Die kalkaggressive Kohlensäure nach HEYER (vgl. H. SCHMASSMANN 1948 a) haben wir nur bei der Untersuchung der Birs vom 12. 12. 1945 bestimmt. Der Befund war negativ und wurde deshalb in den Analysentabellen nicht angeführt.

Die Sauerstoff-Konzentration haben wir nach der üblichen Methode von WINKLER ermittelt.

Auf Schwefelwasserstoff wurde qualitativ mit Bleiazetatpapier geprüft.

Für die experimentelle Bestimmung des pH-Wertes verwendeten wir den HELLIGE-Komparator (Freiburg i. Br.).

b) Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht

Über die Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts-Verhältnisse eines Wassers hat H. SCHMASSMANN (1947, 1948 a, 1948 b) eine ausführliche Darstellung gegeben. Zur Erläuterung der in den Analysen-Tabellen gegebenen Werte wiederholen wir daraus kurz folgendes:

Als zugehörige Kohlensäure bezeichnet man diejenige Menge an freier Kohlensäure, die zur Aufrechterhaltung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes notwendig und ausreichend ist.

Die positive Differenz zwischen der experimentell bestimmten gesamten freien Kohlensäure und der zugehörigen Kohlensäure nennt man rostschutzverhindernde Kohlensäure.

Diejenige Menge der Kohlensäure, welche dem durch die gesamte freie Kohlensäure auflösbaren Calciumkarbonat äquivalent ist, nennt man kalkaggressive Kohlensäure.

Aus der Konzentration der freien Kohlensäure, der Hydrokarbonatkonzentration und der Temperatur kann nach TILLMANS der pH-Wert berechnet werden. Er wurde bei den vorliegenden Untersuchungen einheitlich für die Temperatur $t = 18^0$ C berechnet und in den Analysentabellen als «pH ber.» angeführt.

Nach STROHECKER kann man auch denjenigen pH-Wert berechnen, der dem Wasser im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zukommen würde. Wir haben ihn bei den vorliegenden Untersuchungen einheitlich für die Temperatur $t = 20^0$ C berechnet und in den Analysentabellen als «pH Gl.» angeführt.

Der Vergleich von experimentell bestimmtem pH-Wert und Gleichgewichts-pH gibt einen Anhaltspunkt für die Aggressivität eines Wassers. Eine positive Differenz zwischen Gleichgewichts-pH und experimentell bestimmten pH lässt ein aggressives Wasser erwarten.

Die angewandten Berechnungsverfahren sind in den erwähnten Publikationen von H. SCHMASSMANN enthalten und näher erläutert.

c) Sauerstoffsättigung

Auch bei der Erläuterung des Begriffs der Sauerstoffsättigung wollen wir uns kurz fassen und auf die an anderer Stelle (H. SCHMASSMANN 1949 b) gegebene ausführliche Darstellung verweisen.

«Unter der Sauerstoff-Sättigungskonzentration (oder kurz: Sauerstoffsättigung) versteht man diejenige Sauerstoffkonzentration, die sich bei der dem Wasser eigenen Temperatur unter den an der Oberfläche des Gewässers herrschenden natürlichen Druckbedingungen im Gleichgewicht mit der Atmosphäre befindet.»

«Unter Sauerstoff-Sättigungsindex oder relativer Sauerstoffsättigung verstehen wir das in Prozenten ausgedrückte Verhältnis der aktuellen Sauerstoffkonzentration zur Sauerstoff-Sättigungskonzentration». Dieser Wert ist in den vorliegenden Analysentabellen enthalten.

3. Organische Stoffe

Für die einheitliche Erfassung des vielseitig zusammengesetzten Gemisches der organischen Substanzen sind bisher keine oder nur ungeeignete Methoden bekannt (KALLE 1943, S. 56). Man bedient sich deshalb indirekter Verfahren, um die Menge der in einem Wasser enthaltenen organischen Substanzen zahlenmässig zu erfassen.

So stellt z. B. bei der Untersuchung von Abwässern die Bestimmung des sogenannten Glühverlustes ein praktisch geeignetes Verfahren zur ungefähren gewichtsmässigen Erfassung der organischen Substanzen dar. Zu seiner Bestimmung glüht man den bei 105° getrockneten Abdampfrückstand des Wassers während einer Stunde bei etwa 700° C und stellt den eingetretenen Gewichtsverlust fest. Da es indessen auch mineralische Stoffe gibt, die verglühen (IMHOFF 1941, S. 73), ist das Verfahren bei der Untersuchung von Gewässern, deren Konzentration an organischen Substanzen verhältnismässig gering ist, nicht geeignet.

In der Praxis der Abwasseruntersuchung wird das Verfahren der Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfes allgemein angewandt, um ein Mass für die Menge der biochemisch-oxydierbaren organischen Substanzen zu erhalten. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) umfasst die Sauerstoffmenge, die durch die biochemische Oxydation der organischen Substanz in einer bestimmten normierten Zeit und bei einer bestimmten Temperatur im Dunkeln aufgezehrt wird. Im allgemeinen wird der Biochemische Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen bei etwa 20° C (= BSB_5) bestimmt. Der BSB für andere Abbauzeiten und andere Temperaturen lässt sich daraus berechnen, worauf wir noch zurückkommen werden.

Als weiteres Mass für die organische Substanz eines Wassers wird der Kaliumpermanganat-Verbrauch betrachtet. Das Prinzip dieser Methode besteht darin, dass die organischen Stoffe durch Kaliumpermanganat ($KMnO_4$) oxydiert werden, wobei das Permanganat zu Manganverbindungen reduziert wird. Wir haben zur Bestimmung das KUBELsche Verfahren (Deutsches Einheitsverfahren H 4) angewandt.

Schon wiederholt, so von HAUPT (1935), ist darauf hingewiesen worden, dass die empirische Methode der Permanganatverbrauchs-Bestimmung zu falschen Schlussfolgerungen führen kann und dass eigentlich nur der Biochemische Sauerstoffbedarf eines Wassers sichere Anhaltspunkte für seinen wahren Gehalt an abbaufähigen organischen Verunreinigungen gibt. Man glaubte früher, dass die vom Kaliumpermanganat abgespaltene Sauerstoffmenge ungefähr gleich der Menge sei, die auch unter natürlichen Bedingungen für die Oxydation der organischen Stoffe benötigt wird. Es wurde zu wenig berücksichtigt, dass die Oxydation durch den im natürlichen Wasser vorhandenen Sauerstoff viel milder verläuft als die Oxydation durch Permanganat und Schwefelsäure in der Hitze. Infolgedessen ist es durchaus möglich, dass manche Stoffe mit beträchtlichem Permanganatverbrauch z. B. dem Wasser eines Vorfluters doch

nur wenig Sauerstoff entziehen, weil sie unter den Bedingungen in der Natur einer Oxydation nur schwer zugänglich sind.

Es ist auch bekannt, dass die gleichen Gewichtsmengen der verschiedenen organischen Stoffe sehr verschiedene Permanganatzahlen aufweisen, wobei für die Grösse des Kaliumpermanganatverbrauchs in erster Linie die chemische Konstitution des Moleküls ausschlaggebend ist. Ferner ist das Verhältnis des Biochemischen Sauerstoffbedarfs zum Kaliumpermanganatverbrauch bei verschiedenen organischen Substanzen einheitlicher Natur sehr unterschiedlich. Wenn wir trotz dieser Umstände auf eine Diskussion der Permanganatwerte nicht verzichten wollen, so hat dies seinen Grund vor allem darin, dass durch deren Bestimmung gerade diejenigen organischen Substanzen erfassbar werden, die nur schwer biochemisch abbaubar sind. Ferner ergab sich, dass wenigstens bei häuslichen Abwässern eine gewisse Proportionalität zwischen Permanganatverbrauch und Glühverlust vorhanden ist.

4. Zur Methodik der Dispersoid-Analyse von Abwässern

a) Einleitung

Von einem dispersen System kann nach GESSNER (1931) dann gesprochen werden, wenn ein Körper so weit zerteilt (dispergiert) ist, dass uns die einzelnen Teilstücke an sich nicht mehr interessieren, sondern die Gesamtheit der Teilstücke als System.

Die physikalische Chemie nennt den zerteilten Stoff die disperse Phase, das Zwischenmedium Dispersionsmittel. Je nach der Grösse der Teilchen zeigen solche Systeme charakteristische Eigenschaften. Nach der Grössenordnung der Teilchen teilt man sie zweckmässig in die folgenden Gruppen ein (nach GESSNER):

1. Grobdisperse Systeme, Teilchen grösser als 0,0001 mm (0,1 μ) Durchmesser = Suspensionen und Emulsionen;
2. Kolloiddisperse Systeme, Teilchen mit 0,0001–0,000001 mm (0,1–0,001 μ) Durchmesser = kolloide Lösungen;
3. Maximaldisperse oder molekulardisperse Systeme, Teilchen kleiner als 0,000001 mm (0,001 μ Durchmesser = echte Lösungen.

Die Grenze zwischen grobdispersen Systemen und Kolloiden ist in diesem Fall sehr weit unten gezogen. ZSIGMONDY[5]) gibt die Grenze mit 0,2 μ, FREUNDLICH[6]) mit 0,5 μ) an. Der Übergang erfolgt stetig.

Bei der Beurteilung eines Abwassers ist die mengenmässige Feststellung sowohl der einzelnen dispersen Systeme als auch deren organischen Anteile wichtig.

Im Abwasser kann das Wasser als Dispersionsmittel und die darin enthaltenen Substanzen als disperse Phase aufgefasst werden. Das sogenannte grobdisperse System muss zur Beurteilung des Abwassers noch weiter unterteilt werden, nämlich in die absetzbaren Stoffe und in die nicht absetzbaren Schwebestoffe. Gewisse chemisch charakterisierte Einzelbestandteile der molekulardispersen Phase werden ferner gesondert quantitativ bestimmt.

Die Dispersoidanalyse von Abwässern kann nicht vollständig mit schlämmanalytischen Methoden durchgeführt werden, wie dies in der Bodenkunde und in der Sedimentpetrographie gemacht wird. Der Grund dafür ist vor allem darin zu suchen, dass die STOKESsche bzw. die STOKES-OSEENsche Gleichung die Grundlage für die schlämmanalytischen Untersuchungen bildet; die zu einer numerischen Auflösung dieser Gleichung notwendigen Werte sind jedoch bei einem Abwasser weitgehend unbekannt.

Die Trennung der einzelnen Systeme kann deshalb nach folgenden Prinzipien erfolgen:

---

[5]) Kolloidchemie 3. Auflage.

[6]) Kapillarchemie 2. Auflage.

a) Trennung absetzbare Schwebestoffe/nicht absetzbare Schwebestoffe: auf Grund des hydraulischen Verhaltens.
b) Trennung nicht absetzbare Schwebestoffe/Kolloide: auf Grund der Korngrösse.
c) Trennung Kolloide/Echt gelöste Stoffe: auf Grund des physikalisch-chemischen Verhaltens.

Wir haben die Durchführung dieser Trennungen auf verschiedene Arten versucht, worüber im folgenden diskutiert werden soll.

b) Die Trennung der absetzbaren von den nichtabsetzbaren Schwebestoffen

IMHOFF beschränkt den Begriff der «absetzbaren Stoffe» auf diejenigen Stoffe, die sich in einem 0,4 m hohen Trichterglas in 2 Stunden absetzen. In diesem Sinne wird der Begriff auch im vorliegenden Bericht verwendet.

Im Absetzglas nach IMHOFF wird die raummässige Bestimmung der absetzbaren Stoffe durchgeführt. Dabei ermittelt man das Volumen der aus einem Liter Abwasser nach 30, 60 und 120 Minuten sedimentierten Stoffe.

Durch Ablassen der nach 120 Minuten sedimentierten Stoffe und nachherige Bestimmung des Trockengewichtes bei 105° lässt sich der gewichtsmässige Anteil der absetzbaren Stoffe ermitteln. Durch Glühen der gewogenen Trockensubstanz bei 600 bis 700° erhält man den Glührückstand. Subtrahiert man den Glührückstand vom Trockengewicht, so ergibt sich der Glühverlust der absetzbaren Stoffe, welcher bei Abwässern ungefähr ihrem Gehalt an absetzbaren organischen Substanzen entspricht.

Die überstehende Flüssigkeit enthält nichtabsetzbare Schwebestoffe, Kolloide und Echt gelöste Stoffe.

Der Absetzversuch nach IMHOFF trennt die Substanzen nicht bei einer bestimmten Korngrössen-Grenze, da die Bedingungen der STOKESschen Formel nicht erfüllt sind. Vielmehr entspricht die Trennungsgrenze Teilchen mit gleicher Fallgeschwindigkeit, wofür der Begriff «Teilchen gleichen hydraulischen Wertes» verwendet wird (vgl. GESSNER 1931, H. SCHMASSMANN 1945).

c) Die Trennung der nichtabsetzbaren Schwebestoffe von den Kolloiden

Für diese Trennung haben wir verschiedene Methoden ausprobiert.

Bei einer ersten Gruppe industrieller Abwässer wurde versucht, die gesamten grobdispersen Stoffe (absetzbare und nichtabsetzbare Schwebestoffe) von der Summe der Kolloide und Echt Gelösten mit Hilfe eines Porzellanfiltertiegels zu trennen. Die Methode hat den Nachteil, dass sich bei den meisten Abwässern das Filter sehr schnell verstopft. Die Bestimmung erforderte unter diesen Umständen in der Regel mehrere Tage, oft sogar Wochen.

Bei einer weiteren Untersuchung eines industriellen Abwassers wurde versucht, die Schwebestoffe durch Sedimentation von der Summe der Kolloide und Echt Gelösten zu trennen. Dabei wurde die überstehende Flüssigkeit aus dem IMHOFF-Glas 65 Stunden ruhig stehen gelassen. Unter Annahme eines spezifischen Gewichtes der Schwebestoffe von etwa 1,4 und einer Fallhöhe von 5 cm ergibt sich eine Grössenordnung der kleinsten noch sedimentierten Teilchen von etwa 10 μ. Im überstehenden Wasser sind somit bei dieser Versuchsanordnung neben Kolloiden und Echt gelösten Stoffen auch noch die kleinsten Schwebestoffe vorhanden. Auch diese Methode erwies sich somit nicht als zweckmässig.

Anlässlich der Untersuchung der häuslichen Abwässer der Siedlung Wasserhäuser vom 22./23. 10. 1945 haben wir dann erstmals eine weitere Methode angewandt, die in

der Folge beibehalten wurde. Bei diesem Verfahren wird eine grössere Abwassermenge durch ein hartes Papierfilter von der Qualität SCHLEICHER & SCHÜLL Nr. 588 oder 560 (als Bogen unter den Nummern 595 und 597 im Handel) filtriert. Nach Auskunft der Firma CARL SCHLEICHER & SCHÜLL, Düren (Schreiben vom 19. 12. 1942 an H. SCHMASSMANN) haben Untersuchungen von H. WITZMANN ergeben, dass das Filterpapier 595 einen mittleren Porenradius von 2,3 μ und das Filterpapier 597 einen solchen von 2,1 μ besitzt. Es laufen somit im Durchschnitt Teilchen von 4,2 bis 4,6 μ noch durch. Dies ist die Grössenordnung der Grenze zwischen Schwebestoffen und Kolloiden. Die Filtration stellt somit eine Trennung zwischen grobdispersem System und kolloid- und molekulardispersem System dar. Wenn man nun sowohl den Rückstand der überstehenden Flüssigkeit des IMHOFF-Glases als auch denjenigen des Filtrates der Hartfilter-Filtration bestimmt, so ergibt sich aus der Differenz der Rückstand der nichtabsetzbaren Schwebestoffe.

d) Die Trennung der Kolloide von den Echt gelösten Stoffen

Noch wesentlich grössere Schwierigkeiten als bei der vorhin besprochenen Trennung ergeben sich bei der Trennung der Kolloide von den Echt gelösten Stoffen. Auch hiebei wurden mehrere Methoden versuchsweise angewandt.

Eine erste Methode bestand darin, filtriertes Abwasser in Anlehnung an das Verfahren von BACH (TILLMANS 1932, S. 220) mit Bariumsulfat zu behandeln, wobei die Kolloide an das Bariumsulfat adsorbiert werden. Das so behandelte Abwasser wurde filtriert und der Kaliumpermanganatverbrauch des Filtrates, welches nur noch die Echt gelösten Stoffe enthalten soll, bestimmt. Man erhält also auf diesem Wege eine Trennung des Kaliumpermanganatverbrauchs der kolloiddispersen und der molekulardispersen organischen Substanz.

Bei einem anderen Verfahren wurde versucht, die Kolloide an Eisenhydroxyd zu adsorbieren, wobei die Kolloide und Echt gelöste Stoffe enthaltende Flüssigkeit mit einer Ferrichloridlösung versetzt wurde. Diese Methode wurde u. a. bei der Untersuchung der Abwässer der Siedlung Wasserhäuser angewandt. In allen Proben konnte dort nach dem Zusatz des Eisenchlorids die Entstehung des rotbraunen Eisenhydroxydsols beobachtet werden. Die Flockung des Sols konnte dagegen nur bei einer in jedem Einzelfall auszuprobierenden Konzentration erreicht werden. Im allgemeinen kann gesagt werden, dass die zu einer Ausflockung führende Eisenchloridkonzentration um so grösser sein muss, je grösser die Konzentration des Abwassers ist. Die vom ausgeflockten Eisenhydroxyd abfiltrierte Flüssigkeit war in allen Fällen vollständig klar und somit frei von Kolloiden. Im Filtrat wurde das Trockengewicht, der Kaliumpermanganatverbrauch, die Chloridzunahme gegenüber dem Originalwasser und der Eisengehalt bestimmt. Auf Grund dieser Resultate wurde versucht, den Glühverlust der Echt Gelösten zu berechnen. Die Chlor-Ionen-Zunahme war bei allen Proben ungefähr der zugesetzten Menge Eisenchlorid äquivalent. Die Menge der nicht auf dem Filter zurückgehaltenen Eisenverbindungen kann vernachlässigt werden. Um das Trockengewicht der Echt Gelösten zu ermitteln, ist demnach vom Trockengewicht der vom ausgeflockten Eisenhydroxyd abfiltrierten Flüssigkeit mindestens die Zunahme an Chlor-Ionen zu subtrahieren. (Es muss vorläufig dahingestellt bleiben, welche Kationen-Äquivalente diesen Chlor-Ionen entsprechen). Wir können annehmen, dass die Kolloide vorwiegend organischer Natur sind und praktisch keinen Glührückstand besitzen. In diesem Falle kann der Glührückstand der Echt Gelösten dem Glührückstand der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten gleichgesetzt werden. Durch Subtraktion dieses Wertes vom Trockengewicht der Echt Gelösten würde man somit den Glühverlust der Echt Gelösten und durch Subtraktion dieses Glühverlustes vom Glühverlust der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten den Glühverlust der Kolloide erhalten.

Zur Beurteilung der Brauchbarkeit der so erhaltenen Werte war ein Vergleich mit den Permanganatverbrauchs-Bestimmungen aufschlussreich. Der Kaliumpermanganat der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten nimmt etwa linear mit dem Glühverlust derselben Summe zu. Das Verhältnis des Kaliumpermanganatverbrauchs zum Glühverlust betrug in den Wasserhäuser-Proben etwa 1:1,25. Die Streuung der einzelnen Punkte zu der durch dieses Verhältnis gegebenen Geraden war verhältnismässig gering. Dasselbe Verhältnis gilt übrigens auch bei der Summe von nichtabsetzbaren Schwebestoffen, Kolloiden und Echt Gelösten. Stellt man dagegen das Verhältnis zwischen dem Permanganatverbrauch der Echt Gelösten und dem nach der geschilderten Methode erhaltenen Wert für den Glühverlust der Echt Gelösten entsprechend dar, so ergab sich eine grosse Streuung. Zudem war der erhaltene Wert für den Glühverlust der Echt Gelösten bei einigen Proben grösser als der experimentell bestimmte Glühverlust der Summe von Kolloiden und Echt Gelösten. Wir haben ohne Resultate versucht, einen Korrekturfaktor zu ermitteln, der einen brauchbaren Wert für den wirklichen Glühverlust der Echt Gelösten ergeben würde. Die bei der Kolloidfällung stattfindenden Umsetzungen anorganischer Natur sind in ihrer Auswirkung im einzelnen nicht übersehbar, so dass die Bestimmung des Trockengewichtes des vom Eisenhydroxydniederschlag abfiltrierten Filtrates als unbrauchbar bewertet werden muss. Wir sahen uns daher gezwungen, den Glühverlust der Kolloide und Echt Gelösten auf Grund der Kaliumpermanganatwerte aufzuteilen. Diese zeigen in einer Reihe «nichtabsetzbare Schwebestoffe + Kolloide + Echt Gelöste» — «Kolloide + Echt Gelöste» — «Echt Gelöste» immer eine Abnahme.

Einen weiteren Versuch der Trennung von Kolloiden und Echt Gelösten haben wir anlässlich der Untersuchung des Arlesheimer Bachtelengrabens durchgeführt. Er bestand darin, die Trennung mittelst Filtrierung durch frisch gefälltes Aluminiumhydroxyd vorzunehmen. Auch hiebei liess sich die Trennung der Kolloide von den Echt Gelösten als solche einwandfrei durchführen. Die quantitative Bestimmung der beiden Systeme in den erhaltenen Fraktionen stiess jedoch auf ähnliche Schwierigkeiten wie bei dem vorhin erwähnten Verfahren. Der Anteil der Kolloide und der Echt Gelösten an ihrer Summe kann deshalb bei den im vorliegenden Zusammenhang ausgeführten Untersuchungen lediglich auf Grund der Permanganatverbrauchs-Werte geschätzt werden. Dabei muss die Annahme, dass sich die Kaliumpermanganatverbrauchswerte proportional zum Gewicht der organischen Substanz verhalten, vorläufig als Hypothese betrachtet werden.

In der Folge haben wir dann bei der Untersuchung der Abwässer eines industriellen Betriebes, deren Ergebnisse hier allerdings nicht zur Diskussion stehen, eine weitere Art der Trennung von Kolloiden und Echt Gelösten versucht. Diese bestand in einer Filtrierung durch das bei der chromatographischen Analyse verwendete Aluminiumoxyd und zeigte auch hinsichtlich der quantitativen Trennung befriedigende Resultate. Die Beantwortung der Frage, ob dieses Verfahren auch bei der Dispersoidanalyse häuslicher Abwässer geeignet ist, muss weiteren Untersuchungen vorbehalten bleiben.

5. Über die Selbstreinigung

a) Allgemeines[7])

In den untersuchten Gewässern finden mannigfaltige Stoffwechselvorgänge statt. Die Resultate der chemischen Untersuchungen geben nur über das Wesen und die Auswirkung derselben einen Anhaltspunkt.

[7] Literatur: Bransby 1946, Holluta 1937, Olszewsky 1940.

Zum Verständnis dieser Vorgänge seien im folgenden den speziellen Ausführungen einige allgemeine Erläuterungen vorausgeschickt.

Betrachten wir zunächst ein von den Einflüssen der menschlichen Zivilisation unberührtes Gewässer, so sehen wir, dass es voll von tierischem und pflanzlichem Leben ist, wobei zwischen den einzelnen Lebewesen die mannigfaltigsten Beziehungen bestehen. Die Tiere nehmen z. B. beim Atmungsprozess Sauerstoff auf und geben gleichzeitig Kohlensäure ab. Auch die Pflanzen atmen in der Dunkelheit; unter dem Einfluss des Lichtes nehmen aber diejenigen, die Chlorophyll enthalten, Kohlensäure auf und geben Sauerstoff ab. Bei diesem als Assimilation bezeichneten Vorgang wird der Kohlenstoff im anorganischen Zustand aufgenommen und in organische Verbindungen, wie Zucker, Stärke und Eiweiss, eingebaut. Ein weiteres Element dieser Lebensgemeinschaft bilden neben den Tieren und grünen Pflanzen die Bakterien. Sie benutzen die Exkremente der Tiere und die abgestorbenen Lebewesen als Nahrung. Bei Anwesenheit von gelöstem Sauerstoff vollzieht sich diese bakterielle Tätigkeit in Form einer Bio-Oxydation, wobei die kohlenstoffhaltigen organischen Stoffe unter Sauerstoffaufnahme (aerob) abgebaut werden. Es findet also wie bei den Tieren eine Atmung statt, wobei der Sauerstoffgehalt des Wassers abnimmt. Bei der Atmung des menschlichen und tierischen Körpers werden die kohlenstoffhaltigen organischen Stoffe ziemlich restlos in Form von Kohlensäure ausgeschieden. In einem Gewässer findet man nicht immer eine solche restlose Umwandlung der im Wasser vorhandenen organischen kohlenstoffhaltigen Stoffe. Wenn z. B. in einem Gewässer der gelöste Sauerstoff aufgebraucht ist, so sind noch verschiedene Bakterienarten fähig zu leben, da sie den von ihnen benötigten Sauerstoff von Nitraten und anderen sauerstoffhaltigen Verbindungen und sogar von organischen Substanzen selbst abzuspalten vermögen. Bei diesem anaeroben Prozess entstehen andere Gase als Kohlensäure, nämlich Methan, Schwefelwasserstoff und verschiedene übelriechende Stoffe.

Unter natürlichen Bedingungen halten sich in einem fliessenden Gewässer die assimilatorischen Aufbauprozesse der Pflanzen und die Atmungsvorgänge der Tiere und Bakterien in der Regel so das Gleichgewicht, dass weder ein Sauerstoffdefizit noch ein Kohlensäureüberschuss entsteht.

Fliesst nun indessen einem solchen natürlichen Gewässer Abwasser zu, so wird eine ganze Reihe von Ereignissen ausgelöst: Das Wasser wird getrübt, wodurch die sauerstoffproduzierenden Assimilationsvorgänge eine Einschränkung erfahren. Die Bakterien nehmen zu. Bei

starker Verunreinigung verschwindet der Sauerstoff vollständig und alle höheren Tiere und grünen Pflanzen sterben ab und überlassen ihren Lebensraum nieder organisierten Tierformen und anaeroben Bakterien.

Erfahrungsgemäss erlangt ein so verunreinigter Fluss nach kürzerem oder längerem Weg seinen ursprünglichen Reinheitsgrad wieder zurück. Fliesst das Gewässer z. B. langsam, so fallen die in Schwebe gehaltenen Stoffe aus. Dadurch gelangt wieder Licht in die Wassermassen; Algen und höhere Pflanzen beginnen wieder zu wachsen und können wieder Sauerstoff produzieren. Fliesst das Gewässer dagegen schnell, so kann Sauerstoff in vermehrtem Masse aus der Atmosphäre aufgenommen werden. Mit dem Sauerstoff werden auch für die höheren Tiere wieder günstige Lebensbedingungen geschaffen; diese fressen Bakterien und Stücke der toten organischen Substanz auf. Schliesslich wird nach einem genügenden Weg dieser Selbstreinigungsvorgang vollständig.

Biologisch gesehen vollzieht sich der Selbstreinigungsvorgang eines fliessenden Gewässers in mehreren Phasen, die teils hintereinander, teils nebeneinander verlaufen:

1. Bio-Reduktion: Diese erste Phase der Selbstreinigung ist durch den anaeroben Abbau der eingeleiteten Abwasserstoffe gekennzeichnet. In der Birs, wo es nie zu einem vollständigen Fehlen von Sauerstoff kommt, wird sie sehr rasch durchschritten.

2. Bio-Oxydation: Die Vorgänge der Bio-Oxydation können als zweite Phase bald nach Einleitung des Abwassers einsetzen. Die Endprodukte der Bio-Oxydation sind ausser stabilen Stoffen mineralischer Natur organische Restsubstanzen und abgestorbene bzw. überschüssige Bakterienzellen, welche in der dritten Phase der Selbstreinigung erfasst werden. Für die Beurteilung des Chemismus der Birs interessiert uns vor allem der Ablauf der Bio-Oxydation. Diese Phase zerfällt in zwei Stufen:

a) Zunächst oxydieren die sogenannten saprophytischen Bakterien den grössten Teil der organischen Substanzen zu Kohlensäure, Ammoniak und Wasser. Das Verhältnis der gebildeten Kohlensäure zum aufgenommenen Sauerstoff ist ein wenig kleiner als 1.

b) Bei der zweiten Stufe wird das in der ersten gebildete oder schon ursprünglich im Abwasser vorhandene Ammoniak durch sogenannte nitrifizierende Bakterien zu Nitriten und schliesslich zu Nitraten oxydiert. Diese Bakterien können für ihre Tätigkeit nur freien Sauerstoff gebrauchen.

Bei der zweiten Phase der Selbstreinigung handelt es sich also um Vorgänge des Sauerstoff-Kohlensäure-Haushaltes und des Sauerstoff-Stickstoff-Haushaltes.

3. Bildung lebender organischer Substanz: Die Reststoffe der Bio-Oxydation werden in der dritten Phase der Selbstreinigung erfasst. Sie dienen tierischen und pflanzlichen Lebewesen als Nährstoffe und jene bilden ihrerseits die Nahrung für höher organisierte Tierformen. Die dritte Phase ist somit schlussendlich eine Umwandlung der organischen Restsubstanzen in lebende organische Substanz und mit ihr ist die Selbstreinigung des Gewässers abgeschlossen.

b) Der Biochemische Sauerstoffbedarf

Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB oder englisch B.O.D. = biochemical oxygen demand) umfasst die Sauerstoffmenge, die durch verschmutzte Abwässer bei der biologischen Selbstreinigung in einer bestimmten normierten Zeit und bei einer bestimmten Temperatur im Dunkeln aufgezehrt wird.

Nach MOHLMANN, EDUARDS und SWOPE (zit. OLSZEWSKY 1940, S. 76) werden in den ersten 10 Tagen die kohlenstoffhaltigen Verbindungen abgebaut. In der zweiten Stufe geht dann die Nitrifizierung vor sich.

Aus dem experimentell bestimmten Biochemischen Sauerstoffbedarf nach 5 Tagen bei 20° C (= BSB_5) lässt sich der BSB für andere Abbauzeiten und andere Temperaturen auf Grund folgender Gleichungen berechnen (nach ROHDE 1934):

$L = 1{,}46\ B$		L	= gesamter BSB bei 20° C
		B	= BSB_5 bei 20°
$L_t = L\,(0{,}02\ t + 0{,}6)$		L_t	= gesamter BSB bei t°
$X_T = L_t\,(1-10^{-kT})$		X_T	= Biochemischer Sauerstoffbedarf in T Tagen
		k	= Oxydationskonstante = $0{,}1\,(1{,}047^{t-20})$

k ist z. B.	0°	5°	10°	15°	20°	25°	30°
	0,040	0,050	0,063	0,079	0,100	0,126	0,158

Häufig wird an Stelle des BSB_5 die sogenannte Sauerstoffzehrung nach 48 Stunden – das ist der BSB_2 – bestimmt (vgl. unsere Untersuchungen vom 1. 6. 1934). Nach obiger Gleichung ist das Verhältnis des BSB_5 zum BSB_2 etwa 1,85, was praktisch mit den Untersuchungen von WASER, HUSMANN und BLÖCHLIGER an der Glatt (S. 284) übereinstimmt, wo im Jahresmittel der BSB_5 etwa doppelt so gross ist wie die Sauerstoffzehrung nach 48 h.

c) Der Einfluss der Temperatur auf den Reinigungsvorgang

Nach der VAN'T HOFFschen Regel wird die Geschwindigkeit einer Reaktion durch eine Temperaturerhöhung um 10° um das 2–3fache gesteigert. Diese Regel gilt grundsätzlich nicht nur für rein chemische,

sondern auch für biologisch-chemische Umsetzungen. Doch kommt sie hierbei gewöhnlich nur bei einfachen Vorgängen und nur innerhalb eines kleinen Temperaturbereiches zur Geltung. Bei der laboratoriumsmässigen Bestimmung des BSB wurde zwischen 2 und 25° ein entsprechender Einfluss der Temperatur beobachtet, was in obigen Formeln zum Ausdruck kommt.

Ein ganz anderes Bild ergeben dagegen die Beobachtungen an biologischen Reinigungsanlagen. Aus Versuchen, welche VIEHL (1935) ausgeführt hat, geht zum Beispiel hervor, dass die Oxydation des anorganischen Stickstoffes etwa zwischen 2 und 25° nach der VAN'T HOFFschen Regel verläuft. Der Bestwert für die Nitratbildung wurde bei 26°, für die Nitritbildung bei 35° gefunden. Oberhalb 45° trat keine Nitrifikation mehr ein. Dagegen ist der Einfluss der Temperatur auf den aeroben Abbau der organischen Substanz verhältnismässig sehr gering. Die Oxydationsgeschwindigkeit war bei den Versuchen von VIEHL zwischen 15° und 30° praktisch dieselbe. Oberhalb 35° trat ein starker Rückgang ein. Daraus geht hervor, dass bei der biologischen Abwasserreinigung die rein chemische Oxydation gegenüber dem biochemischen Abbau unbedeutend ist, da sonst die Leistung mit steigender Temperatur weiter zunehmen müsste. Bei 8° war die Abbaugeschwindigkeit etwas, bei 1,5° im Anfang sehr stark verzögert. Doch besserte sich bei dieser niederen Temperatur (1,5°) die Wirkung im Laufe von zwei Monaten ganz bedeutend, so dass die durchschnittliche Leistung der Anlage bei 8° annähernd erreicht werden konnte. Offenbar wird der aerobe Abbau der Schmutzstoffe von häuslichem Abwasser im Vergleich zum anaeroben dadurch so wenig durch die Kälte beeinflusst, dass unter den Wasserbakterien viele Arten sind, die auch bei Temperaturen nahe dem Nullpunkt noch gut wachsen.

Die bei der Bestimmung des BSB beobachtete starke Abhängigkeit der Oxydationsgeschwindigkeit von der Temperatur ist wahrscheinlich dadurch zu erklären, dass sich die Bakterien und Protozoen der jeweiligen Temperatur noch nicht richtig angepasst hatten. Aus den Untersuchungen von SIERP ergibt sich, dass die biologische Oxydation bestimmter Substanzen, wie die des anorganischen Stickstoffs, der Phenole und vermutlich weiterer bestimmter organischer Substanzen, nach der VAN'T HOFFschen Regel verläuft. Dagegen kommt der Einfluss der Temperatur auf den Reinigungsvorgang von häuslichem Abwasser, in dem eine grosse Zahl ganz verschiedenartiger Bestandteile enthalten ist, in viel geringerem Masse zur Geltung, so dass erst bei Temperaturen nahe dem Nullpunkt eine stärkere Verzögerung der Abbaugeschwindig-

keit eintritt. Das gilt nach VIEHL sowohl für die künstlichen biologischen Verfahren unter aeroben Verhältnissen als auch für die natürliche Selbstreinigung in den Flüssen, wie überhaupt zwischen den beiden Vorgängen keine grundsätzlichen Unterschiede bestehen.

d) Der Einfluss des Biotops auf den Reinigungsvorgang

Es ist bekannt, dass die Reinigungsvorgänge bei kleinen und seichten Gewässern viel schneller vor sich gehen als bei grossen und tiefen Flüssen. Da die Schmutzstoffe viel mehr Gelegenheit haben, sich an schwimmende oder auf dem Boden wachsende Pflanzen aller Art anzuheften, werden sie viel schneller abgebaut (SIERP 1939). Grundsätzlich finden wir dasselbe bei den künstlichen Reinigungsverfahren, wo sich die Schmutzstoffe z. B. beim Belebtschlammverfahren an kleinste im Wasser schwebende belebte Schlammteile ansetzen oder bei den Tropfkörpern über dünnste Schichten belebter Häute rieseln können.

Daraus geht hervor, dass die Abbauleistung bei der Selbstreinigung eines Vorfluters nicht nur von der Temperatur abhängt, sondern dass auch die Art und Tiefe des Flussbettes einen wesentlichen Einfluss ausübt. Einen weiteren Einfluss übt schliesslich der Schmutzgehalt des Flusswassers bzw. die Verdünnung des Abwassers aus.

e) Die wahre Oxydationskonstante

Um diejenigen Faktoren, deren Einfluss auf den Reinigungsvorgang unbekannt ist, erfassen zu können, führen wir an Stelle der temperaturabhängigen Oxydationskonstanten k versuchsweise die «wahre Oxydationskonstante» k′ als neuen Begriff ein.

In einem Vorfluter oder einer Reinigungsanlage sei der experimentell bei 20^0 bestimmte BSB_5 an der Stelle (1) und zur Zeit $T = 0$ mit $B_{(1)}$ bezeichnet. Der gesamte BSB ist dann bei beliebiger Temperatur t

$$L_{t\,(1)} = 1{,}46\ B_{(1)}\ (0{,}02\ t + 0{,}6)$$

An der Stelle (2) und zur Zeit T habe das Wasser noch einen BSB_5 (20^0) von $B_{(2)}$ und einen gesamten BSB von

$$L_{t\,(2)} = 1{,}46\ B_{(2)}\ (0{,}02\ t + 0{,}6)$$

Die organischen Substanzen sind auf der in der Zeit T zurückgelegten Strecke zwischen den Stellen (1) und (2) um einen der Differenz

zwischen $L_{t\,(1)}$ und $L_{t\,(2)}$ entsprechenden Betrag oxydiert worden. Diese Differenz setzen wir dem wahren BSB des Gewässers nach T Tagen X'_T gleich:

$$X'_T = 1{,}46\ (B_{(1)} - B_{(2)})\ (0{,}02\ t + 0{,}6)$$

Setzen wir an Stelle von k die unbekannte wahre Oxydationskonstante k', so ist X'_T aber auch:

$$X'_T = L_{t\,(1)}\ (1 - 10^{-k'T}) = 1{,}46\ B_{(1)}\ (0{,}02\ t + 0{,}6)\ (1 - 10^{-k'T})$$

Aus den beiden Gleichungen für X'_T ergibt sich

$$B_{(1)} - B_{(2)} = B_{(1)}\ (1 - 10^{-k'T})$$

Setzen wir $\dfrac{B_{(1)} - B_{(2)}}{B_{(1)}} = a$, so ist

$$1 - a = 10^{-k'T} \text{ oder}$$

$$k' = \frac{-\log\ (1 - a)}{T}$$

An Stelle des BSB_5 (20°) kann für $B_{(1)}$ und $B_{(2)}$ auch ein nach beliebigen Tagen und bei beliebiger Temperatur experimentell bestimmter BSB eingesetzt werden.

An Hand einiger der Literatur entnommenen Angaben über die biochemischen Abbauvorgänge wollen wir nachfolgend einige Werte der wahren Oxydationskonstante angeben. In einem seichten Gewässer mit weniger als 0,5 m Tiefe beträgt der tägliche Sauerstoffverbrauch nach Fair (Imhoff 1941, S. 259) 37 bis 50% des gesamten BSB. Die wahre Oxydationskonstante k' können wir für diesen Fall zu 0,2 bis 0,3 berechnen. – Beim Belebtschlammverfahren werden nach Imhoff (1941, S. 259) nach 6 bis 10 Stunden 90% des gesamten BSB abgebaut, was einer wahren Oxydationskonstante k' von 2,4 bis 4 entsprechen würde. – Nach Imhoff (1941, S. 259) werden in einem Tropfkörper nach 1 Stunde 90% des gesamten BSB abgebaut; die wahre Oxydationskonstante würde in diesem Falle k' = 24 betragen. – Viehl (1935, S. 255/8) hat – wie bereits erwähnt – den Einfluss der Temperatur auf die biochemischen Abbauprozesse in einer Belebtschlammanlage untersucht. Auf Grund der von ihm mitgeteilten Untersuchungsergebnisse haben wir die wahren Oxydationskonstanten der betreffenden Anlage wie folgt berechnet:

Temperatur C°	1,5	8	17	26	35	45	55
k'	2,4	3,5	4,3	4,4	4,35	2,5	1,3

6. Die Beurteilung des Reinheitsgrades fliessender Gewässer nach dem BSB

Die britische Royal Commission on Sewage Disposal hat die Flüsse je nach dem BSB_5 ihres Wassers in folgende Klassen eingeteilt:

	BSB_5 (mg/l)
1. Sehr rein	unter 1
2. Rein	1– 2
3. Mässig rein	2– 3
4. Zweifelhaft	3– 5
5. Schlecht	5–10

Die Erfahrungen in der Birs, in den von ihr abzweigenden Kanälen und in ihren Seitenbächen haben gezeigt, dass diese Einteilung sehr geeignet ist, eine allgemeine Charakterisierung des Reinheitsgrades zu geben. Als 6. Klasse («sehr schlecht») haben wir dabei noch Wasser mit einem BSB_5 von über 10 mg/l angeführt.

7. Zur Methodik der biologischen Untersuchungen

a) Einleitung

Bereits anlässlich der an den Gewässern des Birstales durchgeführten chemischen Untersuchungen wurden auch biologische Beobachtungen gemacht. Ausser der Untersuchung des Chemismus kann auch die Feststellung des Organismenbestandes der Beurteilung des Reinheitsgrades eines Gewässers dienen. Aus diesem Grunde haben wir die systematischen chemischen Untersuchungen und gelegentlichen biologischen Beobachtungen im Frühjahr 1950 durch systematische biologische Untersuchungen ergänzt. Das dabei aufgesammelte Material wurde durch Herrn Th. Strickler bearbeitet.

In der Reihenfolge abnehmender Verschmutzung werden bei Gewässern folgende «Zonen» unterschieden: Polysaprobion, α-Mesosaprobion, β-Mesosaprobion, Oligosaprobion und Katharobion. Je nach dem Reinheitsgrad eines Gewässers sind die darin vorkommenden Organismengesellschaften qualitativ und quantitativ verschieden zusammengesetzt. Die verschiedenen Zonen sind deshalb auch durch spezifische Leitformen charakterisiert, worauf das Saprobien-System von Kolkwitz und Marsson beruht.

Kolkwitz (1950) empfiehlt jedoch selbst, bei der Untersuchung eines Gewässers nicht nur bestimmte Leitorganismen, sondern die ganze Lebensgemeinschaft zu beachten. «Es kommen also soziologische

Untersuchungen in Frage, wie sie auch für die Landorganismen seit längerer Zeit, besonders auch in den letzten Dezennien angewendet worden sind.» Die soziologische Untersuchung von Lebensgemeinschaften der Gewässer, insbesondere der fliessenden, ist indessen bis heute noch kaum in Angriff genommen worden, so dass das für eine diesbezügliche Beurteilung notwendige Vergleichmaterial fehlt.

Wir haben nun bei den im Birstal durchgeführten biologischen Untersuchungen versucht, soziologische Gesichtspunkte mit zu berücksichtigen, um so mit der Zeit das bei der Beurteilung anderer Gewässer wünschbare Vergleichsmaterial zu besitzen. Die sich auf die Gesellschaftsstruktur beziehenden ergänzenden Beobachtungen liessen sich dabei ohne einen wesentlich grösseren Zeitaufwand gleichzeitig mit den üblichen und lediglich zu einer Artenliste führenden biologischen Bestandesaufnahmen durchführen.

b) Die Bestandesaufnahme

Wahl der Aufnahme-«Stelle»: Als «Probefassungsstelle» ist jeweilen eine 20 bis 30 m lange Gewässerstrecke von ungefähr homogenem biologischem Charakter und gleichmässiger Beschaffenheit der Sohle gewählt worden. Bei grösseren Gewässern wird die Aufnahmefläche entweder auf eines der Ufer oder auf die Flussmitte beschränkt.

Schichteinteilung: Konsequent wurden folgende Schichten unterschieden:

Pelagial: Sämtliche Organismen, die vom Substrat unabhängig im freien Wasser oder auf der Wasseroberfläche leben, einschliesslich der vom Substrat losgelösten benthonischen Formen.

Emerse Krautschicht: Sämtliche Pflanzen, deren Laubsprosse sich wesentlich über die Wasseroberfläche erheben.

Submerse Krautschicht: Sämtliche vom Substrat abhängigen, auf der Wasseroberfläche schwimmenden und sämtliche untergetauchten Wasserpflanzen, die sich mehr als 3 cm über die Gewässersohle erheben. Eingeschlossen sind sämtliche den submersen Pflanzen und dem submersen Teil emerser Pflanzen aufsitzenden Tiere und Pflanzen.

Bodenschicht: Sämtliche Organismen des Bodens, soweit sie sich nicht mehr als 3 cm über die Flussohle erheben.

Aufzeichnungen über die soziologischen Verhältnisse

Provisorische Artenliste: Für jede der vier unterschiedenen Schichten wurde an Ort und Stelle je eine Liste der makroskopisch erkennbaren Organismen erstellt.

Quantitative Angaben: Diese provisorische Artenliste wurde durch Angaben über die quantitativen soziologischen Verhältnisse ergänzt, wobei in Anlehnung an die pflanzensoziologische Methodik folgende Skalen benutzt wurden:

Skala	Abundanz = Individuenhäufigkeit	Dominanz = Deckungsgrad	Soziabilität = Geselligkeit	Skala
5	sehr häufig	75–100% der Aufnahmefläche bedeckend	herdenweise (ganze Flecken)	5
4	häufig	50–75% der Aufnahmefläche bedeckend	scharenweise (grosse Gruppen)	4
3	reichlich	25–50% der Aufnahmefläche bedeckend	truppweise (grössere Polster)	3
2	ziemlich reichlich	5–25% der Aufnahmefläche bedeckend	gruppenweise, Horste	2
1	wenig	reichlich vorhanden, jedoch weniger als 5% der Aufnahmefläche bedeckend	einzeln	1
+	sporadisch	wenig vorhanden, Deckungswert gering	—	+

Probefassungen: Ausser der Aufsammlung aller makroskopisch erkennbaren Organismen wurden folgende Proben erhoben:
Plankton-Netz-Probe, wobei die Strecke kürzer als die 20–30 m lange «Probefassungsstelle» gewählt werden konnte.
Sieb-Probe des Bodens.
Ungesiebte Bodenprobe.

Bearbeitung der Proben: Die Bestimmung der in den Proben vorgefundenen Organismen erfolgte getrennt nach den unterschiedenen Schichten. Von jeder Form wurden dabei die Abundanz-Verhältnisse für jede Schicht getrennt geschätzt[8]). Bei den Bestimmungen wurden neben anderen Arbeiten vor allem folgende Werke benutzt: Brauer (1909-1912), Brohmer (1914, 1949), Huber-Pestalozzi (1938–1943), Karny (1934), Mez (1888), Migula (1907–1909), Schoenichen (1927), Senft (1905).

[8]) Einzig bei der ersten der durchgeführten Untersuchungen (Reinacher Dorfbach) wurde die Abundanz noch gesamthaft für die ganze Probefassungsstelle bewertet.